



Instituto Politécnico de Viana do Castelo
Escola Superior Agrária de Ponte de Lima

**Compostagem de espécies invasoras de *Acacia longifolia* e
*Acacia melanoxylon***

Dissertação para a obtenção do grau de
Mestre em Gestão Ambiental e Ordenamento do Território

Joana Simões Saldanha Mendes

Ponte de Lima, Dezembro de 2011



Instituto Politécnico de Viana do Castelo
Escola Superior Agrária de Ponte de Lima

**Compostagem de espécies invasoras de *Acacia longifolia* e
*Acacia melanoxylon***

Dissertação para a obtenção do grau de
Mestre em Gestão Ambiental e Ordenamento do Território

Joana Simões Saldanha Mendes

Orientador: Professor Luís Miguel Cortêz Mesquita de Brito

Co-orientador: Professora Ana Cristina Pontes Barros Rodrigues

Ponte de Lima, Dezembro de 2011

As doutrinas expressas neste trabalho são da exclusiva responsabilidade do autor.

Para os meus pais com todo o meu amor e gratidão.

ÍNDICE

ÍNDICE.....	i
AGRADECIMENTOS	iii
RESUMO	iv
ABSTRACT	v
LISTA DE ABREVIATURAS.....	vi
ÍNDICE DE QUADROS	vii
ÍNDICE DE FIGURAS	viii
1. INTRODUÇÃO	1
1.1 Enquadramento	1
1.2 Compostagem	2
1.2.1 Definição e breve história da compostagem.....	2
1.2.2. Factores físicos	4
1.2.3 Factores químicos.....	7
1.2.4 Factores biológicos.....	9
1.3 Determinação do grau de maturação dos compostos.....	10
1.4 Objectivos	12
2. METODOLOGIA	13
2.1 Construção das pilhas e registo das temperaturas.....	13
2.2 Preparação da amostra e determinação da humidade	14
2.3 Determinação do pH e da condutividade eléctrica	14
2.4 Determinação do teor de matéria orgânica	14
2.5 Determinação do teor de azoto Kjeldahl.....	15
2.6 Determinação do azoto nítrico	15
2.7 Determinação da razão C/N	16
2.8 Perdas de massa, de matéria orgânica e de azoto.....	16
2.9 Biotestes de germinação de sementes	17
3. RESULTADOS E DISCUSSÃO	18
3.1 Temperatura e arejamento.....	18
3.2 Humidade.....	20
3.3 pH.....	21
3.4 Condutividade eléctrica	22

3.5	Matéria orgânica	22
3.6	Azoto Kjeldahl	23
3.7	Azoto nítrico	24
3.8	Razão C/N	24
3.9	Perdas de matéria orgânica	25
3.10	Perdas de massa	26
3.11	Perdas de azoto	26
3.12	Biotestes	27
4	CONCLUSÕES	29
5	BIBLIOGRAFIA	30

AGRADECIMENTOS

Agradeço profundamente ao professor Miguel Brito a confiança em mim depositada para colaborar neste projecto e a sua constante disponibilidade e exigência, sempre presentes, para desenvolver todo o meu trabalho. À professora Ana Cristina agradeço o encorajamento e a amizade demonstrados nas horas de decisão. Não posso deixar de mencionar os meus colegas de laboratório pelo companheirismo e ajuda.

A toda a minha família e em particular aos meus pais, mana e avós, agradeço, de todo o coração, o apoio de sempre para chegar até aqui.

Obrigada Bruno pela paciência, pela amizade e pelo amor.

RESUMO

Altamente competitivas, as acácias representam uma séria ameaça para a biodiversidade e habitats uma vez que na ocorrência de incêndios esta espécie tende a expandir-se no território. Para investigar se a compostagem dos arbustos de acácia triturados e crivados (partículas <40 mm) pode atingir temperaturas elevadas durante o tempo suficiente para destruir a viabilidade das sementes, e se o composto resultante pode ser utilizado como substituto parcial da turfa em substratos hortícolas, construíram-se duas pilhas de 80 – 100 m³ com *Acacia longifolia* e *Acacia melanoxylon*, (nas proporções de 60% e 40%, respectivamente, assentes em casca de pinheiro) para analisar as características físico-químicas, a dinâmica dos nutrientes e o efeito do revolvimento das pilhas durante o processo de compostagem. Avaliaram-se as taxas de mineralização de matéria orgânica (MO) e realizaram-se biotestes de germinação com extratos aquosos de concentrações crescentes de composto para avaliar a fitotoxicidade.

As elevadas temperaturas registadas (> 65°C) durante meses indicaram uma grande quantidade de MO disponível para a degradação microbiana, resultando numa elevada quantidade de MO mineralizável (640 – 690 g kg⁻¹ de MO inicial). As perdas de N (455 – 645 g kg⁻¹ de N inicial) foram promovidas pelas elevadas temperaturas e pelo pH alcalino que se verificou geralmente na compostagem. Estas perdas de MO mais elevadas do que as de N contribuíram para a diminuição da razão C/N de um valor inicial de 50 para valores finais de 29 – 32.

Este estudo sugere que o composto de acácia poderá servir como correctivo orgânico de solo devido ao seu elevado teor de MO, baixa condutividade eléctrica (CE) e pelo facto de quando utilizados em extratos aquosos não ter prejudicado a germinação das sementes de agrião apesar de necessitar de um período mais prolongado de compostagem e maturação do composto.

Palavras-chave: Composto, temperatura, matéria orgânica, mineralização e razão C/N.

ABSTRACT

Highly competitive the acacias pose a serious threat to biodiversity and habitats because in the event of a fire the species tend to spread throughout the territory. In order to determine if composting ground and sieved acacia shrubs (particles < 40mm) can generate temperatures high enough and for a long period of time during composting to destroy seed viability, and if the resulting compost can be used as a partial peat substitute for horticultural substrates, two compost piles of 80-100 m³ with *Acacia longifolia* and *Acacia melanoxylon* were made (in the proportions of 60% and 40%, respectively, lying on pine bark) in order to analyse the physicochemical properties, nutrient dynamics and the effect of pile turning during the composting process. The organic matter (OM) mineralization rates were determined and germination biotests were performed using aqueous extracts containing increasing compost concentrations to determine fitotoxicity.

The high temperatures recorded (> 65°C) for several months showed a large amount of OM available for decomposition by microorganisms, resulting in a high level of mineralizable OM (640 – 690 g kg⁻¹ of initial OM). The losses in total N (455 – 645 g kg⁻¹ of initial N) were the result of the high temperatures and the alkaline pH during the composting process. Larger than the losses of N, the losses of OM contributed to a decrease of the C/ N ratio from initial figures of 50 to final figures of 29 – 32.

This study suggests that the acacia compost may act as a soil organic amendment due to its high content of OM, low electrical conductivity (EC) and because it can be used in aqueous extracts without harming the germination of salt sensitive watercress seeds, although it needs a longer compost maturation period.

Key-words: Compost, temperature, organic matter, mineralization, C/N ratio.

LISTA DE ABREVIATURAS

ATP	Adenosina tri-fosfato
C	Carbono
CE	Condutividade eléctrica
CEI	Compostagem de espécies invasoras
C/N	Relação carbono/ azoto
CO ₂	Dióxido de carbono
EN	Norma europeia
IPVC	Instituto Politécnico de Viana do Castelo
MO	Matéria orgânica
MS	Matéria seca
N	Azoto
nm	Nanómetro
NKj	Azoto de Kjeldahl
N-NH ₄ ⁺	Ião amónio
N-NO ₃ ⁻	Ião nitrato
NO ₂ ⁺	Ião nitrónio
O ₂	Oxigénio
QREN	Quadro de Referência Estratégico Nacional
rpm	Rotações por minuto
RSU	Resíduos sólidos urbanos

ÍNDICE DE QUADROS

Quadro 3.1 - Percentagem de germinação de agrião, valor de pH e condutividade eléctrica (CE) dos extratos aquosos de acácia compostada durante 119 e 231 dias, em pilhas com maior (A) e menor (B) frequência de revolvimento.....	28
--	----

ÍNDICE DE FIGURAS

Figura 2.1 – Pilhas de compostagem A (mais revolvida) e B (menos revolvida) constituídas por <i>Acacia longifolia</i> e <i>Acacia melanoxylon</i> , assentes em casca de pinheiro. (Fonte: QREN/COMPETE/CEI_13584).....	13
Figura 3.1 - Variação das temperaturas da pilha de compostagem com maior número de revolvimentos (A) ao longo do tempo. As setas indicam os dias dos revolvimentos. (Fonte: QREN/COMPETE/CEI_13584).....	19
Figura 3.2 - Variação das temperaturas da pilha de compostagem com menor número de revolvimentos (B) ao longo do tempo. As setas indicam os dias dos revolvimentos. (Fonte: QREN/COMPETE/CEI_13584).....	19
Figura 3.3 - Variação do teor de humidade (%) das pilhas com maior frequência (A) e menor frequência (B) de revolvimento ao longo do tempo de compostagem.....	20
Figura 3.4 – Precipitação (mm) ocorrida durante o tempo de compostagem (meses).	21
Figura 3.5 - Variação dos valores de pH dos extratos aquosos da pilha mais revolvida (A) e da pilha menos revolvida (B), ao longo do tempo de compostagem.....	21
Figura 3.6 - Variação da condutividade eléctrica (dS m ⁻¹), nos extratos aquosos das pilhas com maior (A) e menor (B) frequência de revolvimento, ao longo do tempo de compostagem.	22
Figura 3.7 - Variação da quantidade de matéria orgânica (mg kg ⁻¹ ms), ao longo do tempo de compostagem nas pilhas com maior (A) e menor (B) frequência de revolvimento.	23
Figura 3.8 - Variação do teor de azoto Kjeldahl (g kg ⁻¹) nas pilhas de compostagem com maior (A) e menor (B) frequência de revolvimento, ao longo do tempo de compostagem.....	23
Figura 3.9 - Variação do teor de azoto nítrico (mg kg ⁻¹ ms) na pilha revirada mais frequentemente (A) e na pilha revirada menos frequentemente (B) ao longo do tempo de compostagem.	24
Figura 3.10 - Evolução da razão C/N das pilhas de compostagem com maior (A) e menor (B) frequência de revolvimento ao longo do tempo.	25
Figura 3.11 - Variação das perdas de matéria orgânica (g kg ⁻¹) das pilhas de compostagem mais e menos revolvidas (A e B, respectivamente), ao longo do tempo.....	26
Figura 3.12 - Variação das perdas de massa (g kg ⁻¹) das pilhas de compostagem com maior (A) e menor (B) frequência de revolvimento, ao longo do tempo.	26
Figura 3.13 - Variação das perdas de azoto (g kg ⁻¹) das pilhas de compostagem mais e menos revolvidas (A e B, respectivamente), ao longo do tempo.	27
Figura 3. 14 – Diminuição relativa da germinação (%) de sementes com extratos de composto em relação à germinação com água, em função da CE dos extratos aquosos com concentração crescente de composto, 119 dias após o início da compostagem.	28

1. INTRODUÇÃO

1.1 Enquadramento

A compostagem de plantas invasoras lenhosas (como acácias e mimosas) para a produção de substratos como substitutos da turfa, da casca de pinheiro ou de outros materiais orgânicos habitualmente utilizados na formulação de substratos e que correm riscos de escassez, é uma hipótese que se coloca por várias razões. Sendo estas plantas invasoras em território nacional devido à rapidez com que se instalam nas nossas matas e florestas competindo com a floresta autóctone e consequentemente pondo em risco os ecossistemas e os habitats, é importante travar a sua expansão. Por outro lado, estas espécies têm uma grande capacidade de regeneração. As suas sementes podem permanecer viáveis no solo por muitos anos (Marchante et al., 2008) e, ao contrário de outras sementes que são totalmente destruídas com o fogo, as acácias proliferam após a sua ocorrência, porque as suas sementes são muito resistentes às altas temperaturas, as quais, em determinadas circunstâncias podem até contribuir para quebrar a dormência das sementes que ficam assim aptas a germinar após o incêndio (Marchante, 2001).

Os substratos contêm na sua composição materiais orgânicos como turfa, serradura e fibra de coco, casca de árvores trituradas e materiais de origem mineral como vermiculite, perlite e pedra-pomes (Kampf, 2000). A turfa é produzida em áreas conhecidas como turfeiras que em território nacional são abrangidas pelo Plano Sectorial da Rede Natura 2000, inserido na Directiva 92/43/CEE do Conselho de 21 de Maio de 1992. As limitações ambientais para a escassez das turfeiras que ocorre sobretudo pela destruição física directa do habitat (pisoteio, fogo, drenagem ou colmatação de linhas de água, entre outras razões), tanto em Portugal como noutros países onde existem turfeiras, criaram a necessidade aos produtores de substratos de procurarem outros materiais orgânicos para uma produção alternativa. Em Portugal, a maioria dos substratos utilizados na agricultura e na jardinagem são importados, sobretudo de países de Leste e do Báltico. A compostagem para utilização do composto de plantas invasoras lenhosas como substrato poderá ser um importante contributo para a escassez de turfa. Contudo, é necessário avaliar as características deste tipo de material durante a compostagem e avaliar também as características físicas, químicas e biológicas do composto resultante de forma a assegurar a qualidade necessária para que seja utilizado como substrato.

Neste contexto, encontra-se em execução o projecto I&DT Empresas em Co-Promoção Nº 13584_CEI “Compostagem de espécies invasoras” do Programa Operacional Temático Factores de Competitividade - Pólo de Competitividade e Tecnologia das Indústrias de Base Florestal, apoiado pelo FEDER no âmbito do Quadro de Referência Estratégico Nacional 2007-2013, promovido pela Leal & Soares SA com a co-promoção do IPVC e da Universidade de Coimbra, 2010-2013 (projecto CEI_13584/ COMPETE/QREN).

1.2 Compostagem

1.2.1 Definição e breve história da compostagem

A palavra compostagem deriva da palavra latina *compositum* que significa mistura. A compostagem é o processo de biodegradação de substâncias através da decomposição microbiana em condições aeróbias (Diaz *et al*, 2007). O termo composto é dado ao material compostado, estabilizado e higienizado (Brito, 2011).

Segundo Haug (1980) compostagem é o processo de decomposição e estabilização de materiais orgânicos em condições que permitem o desenvolvimento de temperaturas termófilas como resultado do calor produzido por microrganismos, resultando num produto final que é estável, livre de microrganismos patogénicos e de sementes de plantas infestantes e que pode ser benéfico quando aplicado aos solos. O composto resultante pode ser armazenado e utilizado na preparação de correctivos orgânicos do solo e de substratos agrícolas, permitindo desta forma vantagens económicas e ambientais (Brito, 2011).

A compostagem é um processo aeróbio porque a decomposição de material orgânico se realiza na presença de oxigénio. Os produtos resultantes do metabolismo microbiano são dióxido de carbono, água, amónia, sais minerais, entre outros, e calor, para além do resultante composto, mais ou menos humificado. Pelo contrário, através do processo de digestão anaeróbia, que resulta da decomposição da matéria orgânica na ausência de oxigénio, obtêm-se metano, dióxido de carbono, amónia e ácidos orgânicos de baixo peso molecular, que podem causar odores desagradáveis. Na digestão anaeróbia existe menor produção de calor por peso de material orgânico decomposto do que através do obtido com a compostagem aeróbia. Contudo, nas pilhas aeróbias podem ocorrer zonas de anaerobiose (Haug, 1980).

O grande objectivo da compostagem é a transformação do material orgânico em material que possa ser incorporado no solo, uma vez que este, quando higienizado pelas elevadas temperaturas, fica isento de agentes patogénicos e de sementes viáveis de infestantes. Caso não se proceda à incorporação no solo, a matéria orgânica estabilizada pode ser depositada em aterro sanitário sem que seja uma fonte de contaminação. Segundo o Artigo 6º da Directiva 1999/31/CE do Conselho de 26 de Abril, devem apenas ser depositados em aterro os resíduos que tenham sido tratados.

A compostagem é uma prática agrícola secular. Uma das descrições mais detalhada sobre compostagem foi registada no Ocidente pela Ordem dos Templários, no século XIII. Diaz et al. (2007) referiram-se a manuscritos existentes na Biblioteca Nacional de Madrid, originários de uma das maiores herdades dos Templários, a “Commanderie”, localizada em Alcanedre na região da Extremadura (Espanha), onde se relatam as técnicas de fertilização utilizadas pelos Templários para os solos pobres e áridos daquela região. O seu sistema de compostagem começava pela preparação das diferentes matérias-primas, a fim de obter diversos tipos de compostos para serem aplicados em diferentes culturas. As relações entre os materiais lenhosos e os dejectos animais eram cuidadosamente determinadas. As dimensões das pilhas também estão registadas, bem como os tipos de cobertura. Aqueles documentos sugerem as quantidades e a época em que os compostos deveriam ser aplicados ao solo para cada tipo de vegetais e árvores de fruto.

No início do século XX, Albert Howard desenvolveu aquele que ficou conhecido como o método de compostagem de Indore. Inicialmente Howard utilizou apenas resíduos de origem animal, sem sucesso. Posteriormente, alternou camadas de materiais facilmente biodegradáveis em campo aberto, tais como resíduos domésticos, dejectos humanos e de animais e palha. O material para compostagem era empilhado até uma altura aproximada de 1,5 metros sobre o solo ou em valas com 0,6-0,9 metros de profundidade, durante aproximadamente 6 meses, sendo a pilha arejada duas vezes por revolvimento. (Diaz et al, 2007).

Com o aumento da população e consequente aumento das áreas urbanas, os métodos de depósito dos resíduos sólidos urbanos (RSU) tornaram-se insuficientes e desadequados, a par dos resíduos agrícolas e dejectos orgânicos da produção pecuária que também aumentaram como consequência desse crescimento populacional. A proliferação e a sofisticação das embalagens e de outros tipos de resíduos que são produzidos em enormes

quantidades e que requerem depósito ou reciclagem, constituem uma preocupação crescente nas sociedades modernas. Hoje em dia são produzidas quantidades de resíduos com origem urbana, na agro-pecuária, silvicultura, indústrias, etc., que não podem continuar a ser depositadas em aterro, ou incorporadas no solo sem tratamento, tal como tem acontecido nas últimas décadas (Brito, 2003). Por esta razão, o processo de compostagem e os sistemas de compostagem para os RSU têm sido alvo de forte investigação (Epstein, 2011; Batista et al, 2007; Fernandes, 1999). Também a compostagem de resíduos da pecuária e das indústrias agro-alimentares tem sido objecto de muitos estudos (Brito et al, 2008; Brito et al 2006). Contudo o mesmo não se verifica para a compostagem de materiais vegetais como os resultantes da limpeza de áreas com risco de incêndio e de espécies estromes, herbáceas ou lenhosas, e invasoras de paisagens e habitats protegidos.

1.2.2. Factores físicos

Temperatura

A compostagem é um processo de degradação microbiológica bio-oxidativa da matéria orgânica que produz energia. Desta energia, 40-50% pode ser utilizada pelos microrganismos para sintetizar ATP e a restante dissipa-se sob a forma de calor, provocando o aumento de temperatura. Esta pode atingir valores superiores a 70°C e inibir o crescimento microbiano, diminuindo a biodegradação da matéria orgânica (Diaz et al, 2007).

Segundo Brito (2011), a compostagem pode ser dividida em duas etapas. Na primeira etapa, mais activa, existe uma forte actividade metabólica cujo aumento de temperatura dos materiais inclui uma fase mesófila, (temperaturas inferiores a 40-50°C) e uma fase termófila (temperaturas superiores a 50°C). Na segunda etapa as taxas metabólicas são muito mais reduzidas e ocorrem as fases de arrefecimento e maturação do composto.

Durante a fase mesófila, Stentiford (1996) sugere que a diversidade microbiana no processo de compostagem é maximizada no intervalo de temperatura de 35-40°C. Acima deste máximo, tanto a nitrificação como a desnitrificação, logo a produção e emissão de N₂O, são suprimidas (Hellmann et al., 1997) porque a actividade das bactérias autotróficas nitrificantes desaparece (Myers (1975) in Brito et al., 2008). É na fase termófila que a decomposição ocorre mais rapidamente, no entanto, é uma fase que pode demorar semanas

ou meses, dependendo do tamanho e da composição da pilha. As elevadas temperaturas aceleram a hidrólise dos materiais estruturantes e são responsáveis pela destruição de organismos patogénicos e sementes de infestantes. Haug (1980) refere a importância de controlar a temperatura nesta fase e não permitir que ultrapasse muito os 65°C pois podem ser eliminados os microrganismos benéficos ao processo. Através do revolvimento da pilha, há um consequente arejamento que permite dissipar o calor (Brito, 2003).

Humidade

Segundo Diaz et al. (2007), o teor óptimo de humidade numa pilha de compostagem é variável consoante o estado físico e o tamanho das partículas, juntamente com o sistema de compostagem considerando que, normalmente um teor de humidade aproximadamente de 60% deveria ser satisfatório. Para Brito (2010), um teor de humidade dos materiais entre 50 a 60% é o indicado por muitos autores. Como os materiais que compõem a pilha não são todos iguais e consequentemente têm diferentes capacidades de retenção de água, não se pode garantir um valor exacto de volume de água. Abaixo de 35-40% de humidade, a decomposição da matéria orgânica é substancialmente reduzida, sendo que abaixo de 30% é praticamente interrompida (Brito, 2010). O excesso de água, (i.e., valores superiores a 60-70%) tende a obstruir os poros dificultando as trocas gasosas, devendo por isso evitar-se o excesso de humidade porque favorece ao desenvolvimento de zonas anaeróbias, tornando o processo mais lento e um produto final de baixa qualidade (Diaz et al., 2007). Quando o teor de humidade diminui para valores inferiores a 40%, é necessário recorrer à rega da pilha, sendo que esta deve ser realizada aquando do revolvimento, de forma a elevar o teor até aos 60%.

O teor máximo de humidade é determinado em função da resistência estrutural das partículas que compõem o material a compostar uma vez que, quanto maior é a resistência estrutural maior é o teor de humidade permitido. Se as partículas são estruturalmente fracas irão deformar-se ou até mesmo quebrar quando submetidas a compressão, o que resulta numa diminuição do volume da pilha, levando à diminuição do espaço disponível para a circulação de ar e de água (Diaz et al., 2007).

No final do processo de compostagem, o teor de água deve ser bastante baixo (i.e., cerca de 30%) a fim de evitar qualquer actividade biológica e facilitar o transporte do composto (Diaz et al., 2007).

Arejamento

Para suprir a carência de oxigénio resultante da decomposição orgânica, deve fornecer-se ar ao sistema de compostagem. Este ar, com oxigénio, irá ser aquecido pela massa a compostar, adquirir humidade e, o material restante acabará por secar devido à evaporação. A secagem pode ocorrer como parte da oxigenação e é um benefício caso a humidade não esteja em défice. É importante que haja equilíbrio entre ar e humidade no interior da pilha. (Haug, 1980).

O ar contido nos espaços vazios da pilha durante a actividade microbiana oxidativa é variável. O teor de dióxido de carbono aumenta gradualmente à medida que o nível de oxigénio diminui: o teor médio de CO₂ e de O₂ no interior da pilha é aproximadamente de 20%: o oxigénio está entre os 15 e os 20% e o CO₂ entre 0,5 e 5%. Quando os níveis de oxigénio ficam abaixo dos 5%, os microrganismos anaeróbios aumentam face aos aeróbios dando-se a fermentação ou digestão anaeróbia (Diaz et al., 2007). Destas condições resultam, para além da de ácidos gordos voláteis de baixo peso molecular, já referidos anteriormente, compostos de enxofre, compostos aromáticos e aminas. A amónia no estado gasoso (amoníaco) é o gás que mais contribui para a formação de odores desagradáveis, quer em condições aeróbias ou anaeróbias. (Brito, 2010). Após algumas horas de compostagem, o nível de oxigénio diminui para níveis mais baixos, havendo necessidade de ventilar a pilha. Uma pilha sem revolvimento regular, poderá não conseguir garantir um nível constante de oxigénio no seu interior, contudo o tamanho das partículas, como já foi referido anteriormente, é fulcral para o arejamento (Diaz et al., 2007).

Granulometria

A dimensão das partículas dos materiais pode influenciar fortemente o processo de compostagem visto que, quanto menores são as partículas mais rapidamente será a decomposição pois a superfície específica é maior, isto é, há um maior contacto entre os microrganismos e a matéria orgânica (Herbets, et al., 2005). Para Brito (2003), as partículas deverão ter entre 1,3 cm e 7,6 cm. Quando as partículas apresentam dimensões inferiores ao indicado, pode ocorrer compactação da pilha e formarem-se zonas de anaerobiose por falta de arejamento adequado, podendo ser necessário recorrer a sistemas de arejamento forçado. Quando o tamanho das partículas é superior ao valor referido o tempo para a compostagem poderá ser demasiado, uma vez que os microrganismos terão dificuldade em decompor essas partículas.

1.2.3 Factores químicos

pH

O pH do composto é um indicador importante pois permite avaliar o estado de compostagem dos resíduos orgânicos (Brito, 2003), como também condiciona o desenvolvimento dos microrganismos. No entanto, este factor não é limitante ao sucesso do processo, uma vez que os microrganismos podem desenvolver-se em diferentes valores de pH. Geralmente, a maioria das bactérias apresentam um intervalo óptimo de pH entre 6 e 7,5, enquanto para o desenvolvimento de fungos, o pH situa-se perto de 5,0 (Herbets, et al., 2005).

Segundo Brito (2003) e Herbets et al., (2005) o pH diminui durante as primeiras horas de compostagem, até valores que se aproximam de 5,0 e posteriormente aumenta até valores eventualmente elevados (> 7) devido à produção de amónia durante a decomposição das proteínas. Frequentemente, com o decorrer do processo e com a estabilização do composto atingem-se valores que variam entre 7,0 e 8,0.

Em condições normais, no início da compostagem as bactérias e fungos digerem a matéria orgânica libertando-se ácidos que são responsáveis pela acidificação do meio. Este abaixamento de pH potencia o crescimento de fungos e a decomposição da celulose e da lenhina, enquanto posteriormente os ácidos serão decompostos até à sua oxidação total. Se o decréscimo de pH atingir valores inferiores a 4,0 a actividade microbiana poderá estar comprometida. O arejamento poderá contribuir para aumentar a degradação dos ácidos e consequentemente aumentar o pH (Brito, 2003). Por outro lado, se o pH apresentar valores elevados (acima de 8) poderão ocorrer perdas de azoto por volatilização na forma de amoníaco (Herbets et al., 2005), podendo este facto estar associado a temperaturas elevadas na fase mais activa do processo de compostagem (Diaz et al, 2007).

Condutividade eléctrica

A condutividade eléctrica (CE) exprime a capacidade que uma solução tem para conduzir corrente eléctrica e é expressa em diSiemens por metro (dS m^{-1}). Através da CE é possível estimar a salinidade de um composto ou material.

Com o decorrer do processo de compostagem a CE poderá diminuir ou aumentar. A diminuição dos valores de CE durante a fase mais activa da compostagem pode ter várias origens tais como a diminuição de substâncias solúveis em água e a volatilização da

amónia ou a precipitação de sais minerais durante o processo de compostagem (Rashad et al., 2011). Pode, também, ocorrer ainda a lixiviação de sais da pilha de compostagem. Pelo contrário, a CE pode aumentar devido à mineralização da MO porque se produzem sais minerais, e devido à nitrificação da amónia na fase final da compostagem. Altas concentrações de sal podem causar problemas de fitotoxicidade e o valor de CE da compostagem é importante na avaliação e segurança de compostos para fins agrícolas. Soumaré et al. (2002) indicou que $3 \text{ dS}^{-1} \text{ m}$, seria aconselhado como valor máximo de CE num compostado para aplicação ao solo.

Relação carbono/azoto (C/N)

O carbono e o azoto são dois nutrientes essenciais na compostagem. Os microrganismos, que são os responsáveis pela decomposição da matéria orgânica, necessitam de carbono, que utilizam como fonte de energia para a oxidação metabólica, e de azoto para crescer pois é este o nutriente essencial para a síntese de proteínas, ácidos nucleicos, aminoácidos, enzimas, entre outros (Herbets et al., 2005).

A razão C/N (p/p) ideal para a compostagem é aproximadamente 30 (Brito 2003; Herbets et al., 2005), podendo este valor variar conforme as características específicas dos materiais utilizados para compostar. Cerca de 2/3 do carbono utilizado são respirados e libertados sob a forma de dióxido de carbono pelos microrganismos; o outro terço do carbono é utilizado juntamente com o azoto para formar células microbianas. Apesar do azoto orgânico estar quase todo disponível para ser utilizado pelos microrganismos, o mesmo não acontece com o carbono de alguns materiais. A lenhina, por exemplo, é um composto muito resistente à decomposição. Quando a mistura de matérias para compostar é rica em lenhina deve considerar-se inicialmente uma razão C/N mais elevada. Quando se compostam materiais cuja razão C/N é elevada, como por exemplo, materiais lenhosos e folhas secas, poderia adicionar-se azoto mineral para acertar a relação, contudo o azoto mineral é muito mais rapidamente disponível que o azoto orgânico (Brito, 2003). Quando a razão C/N é superior a 45, contribui-se para que haja redução da temperatura e aumento do tempo de compostagem. Por outro lado, uma razão C/N demasiadamente baixa (< 10 a 15), combinada com valores elevados de pH e temperatura, poderá conduzir a uma forte volatilização do azoto na forma amoniacal (Herbets et al., 2007).

A amónia, formado pela mineralização do azoto orgânico, ao sofrer protólise origina ião amónio (N-NH_4^+) que pode ainda ser nitrificado resultando em azoto nítrico (N-NO_3^-). O

azoto mineral encontra-se principalmente como N-NH_4^+ na fase termófila (mais activa) da compostagem e como N-NO_3^- quando o composto está maturado.

As perdas de N por volatilização, para além de contribuírem para os odores desagradáveis e para a ocorrência de chuvas ácidas e eutrofização (Brito et al., 2006), diminuem o valor agronómico do composto resultante. Brito (2003) aponta várias medidas para diminuir as perdas de azoto, tais como, aumentar a razão C/N da mistura de materiais para aumentar a imobilização de azoto, diminuir o pH e cobrir a pilha quando esta se encontrar no exterior de preferência com uma tela de polipropileno evitando assim a entrada de chuva mas permitindo as trocas gasosas. Devido à decomposição dos materiais e à volatilização do C durante o processo de compostagem, a pilha reduz de volume para metade ou menos de metade do volume inicial no final da maturação do composto.

1.2.4 Factores biológicos

Durante a compostagem é possível identificar diferentes comunidades de microrganismos predominantes, tais como, bactérias, leveduras, actinomicetas e fungos (Haug, 1980; Brito, 2003; Herbets et al., 2005). Assim que a pilha de compostagem é estabelecida dá-se início à decomposição de materiais orgânicos simples pelas bactérias e fungos mesófilos, que através da produção de calor fazem com que a temperatura aumente até valores superiores a 40°C, dando lugar ao desenvolvimento de bactérias e fungos termófilos. É neste estágio que a lenhina e a celulose são degradadas (Herbets et al., 2005). Segundo Brito (2003), acima dos 55°C muitos dos organismos considerados patogénicos para o Homem ou para as plantas são destruídos e quando as temperaturas ascendem a valores superiores a 65-70°C, a maioria dos microrganismos, incluindo os responsáveis pela compostagem são destruídos. Depois do primeiro ciclo de degradação da matéria orgânica, dá-se a fase de arrefecimento, havendo uma recolonização do material em compostagem onde a diversidade bacteriana é constituída por actinomicetas mesófilos e alguns fungos. Após a fase de arrefecimento processa-se a fase de maturação, durante a qual alguns compostos orgânicos remanescentes são lentamente decompostos, mas em que predomina a humificação relativamente à mineralização (Herbets et al., 2005).

Durante a compostagem as sementes de infestantes podem perder a viabilidade, em consequência das temperaturas elevadas ($> 55^\circ\text{C}$) (Brito, 2003) durante um período de tempo variável com a espécie de semente. De igual modo, são destruídos muitos dos microrganismos patogénicos. Gotaas (1956), por exemplo, verificou que microrganismos

como *Salmonella sp.* e *Escherichia coli*, são destruídos a 55°C durante 60 minutos e que *Streptococcus pyogenes* são eliminados a 54°C durante 10 minutos. As sementes ou os microrganismos patogénicos na superfície da pilha podem não ser destruídas pelas temperaturas que se fazem sentir no seu interior o que pode exigir o revolvimento da pilha para que toda a massa em compostagem fique sujeita a elevadas temperaturas (Brito, 2003).

1.3 Determinação do grau de maturação dos compostos

Na fase de maturação, parte da matéria orgânica sofre humificação, ou seja, forma-se um produto rico em ácidos húmicos, apresentando o composto um odor semelhante à terra e com características que permitem ser facilmente manuseado e armazenado, não provocando danos à produção vegetal quando aplicado ao solo (Herbets et al., 2005).

A determinação do grau de maturação de um composto pode ser realizada através de vários métodos mais ou menos expeditos. Para além da temperatura que deve ser semelhante à temperatura ambiente, mesmo após o arejamento do material em compostagem, são normalmente utilizados ensaios químicos e biológicos que incluem a razão C/N, métodos cromatógrafos para determinar conteúdos de substâncias húmicas e o grau de polimerização dos compostos húmicos, testes colorimétricos, testes de fitotoxicidade, entre outros. Segundo Finsted e Miller (1985), a maturação pode ser, também, definida em termos de nitrificação uma vez que quando ocorrem quantidades significativas de nitratos durante o processo de compostagem, há indicação de que o composto está aceitavelmente compostado (Brito, 2003). Quando o composto se encontra já maturado, a actividade microbiológica decresce substancialmente visto não existir tanta quantidade de matéria disponível para decomposição. A temperatura da pilha diminuiu e o pH tende a estabilizar. Os odores causados pelo azoto amoniacal e pelos ácidos orgânicos voláteis não devem estar presentes mesmo quando se revolve o material.

A razão C/N é um bom indicativo para avaliar o grau de maturação dos compostos. O valor da razão C/N para um composto maturado não é fixo porque depende do tipo de material, designadamente do seu teor em lenhina. Zucconi e Bertoldi (1987), sugerem que o decréscimo de valores entre 35-40, no início do processo, para valores de 18-20 ou inferiores, no final da compostagem, implicam um avançado estado de maturação. Pelo contrário, quando os materiais são ricos em azoto com uma razão C/N baixa, esta razão tende a aumentar durante a compostagem, porque as perdas de azoto podem ser superiores

às perdas de carbono. Outra forma para determinar o grau de maturação de um composto é através da razão C/N dos extratos aquosos dos materiais compostados. Segundo Chanyasak e Kubota (1981), a razão C/N destes extratos é mais eficiente do que a mesma relação relativamente à razão entre o carbono total e azoto total no composto. Estes autores sugeriram que uma razão C/N dos extratos aquosos da ordem de 5-6 poderá ser indicativa da maturação dos compostos, independentemente dos respectivos materiais iniciais. Desta forma, Hirai et al., (1983) propuseram que a maturação dos compostos fosse avaliada através da realização de um teste universal. Este teste para avaliar a maturação dos compostos seria baseado em observações nos compostos solúveis em água durante o processo de compostagem, porque as transformações que decorrem nos materiais orgânicos são derivadas de reacções bioquímicas processadas na matéria orgânica original pelos microrganismos, cujo metabolismo ocorre na fase líquida.

A fitotoxicidade causada pela aplicação de um composto é importante devido ao impacto negativo que os compostos mal maturados podem causar na produção vegetal, bem como no meio ambiente. Durante o processo de compostagem a fitotoxicidade varia em duração e em intensidade. Geralmente, aumenta nas fases iniciais quando os microrganismos estão em maior número e quando a biodegradação é mais intensa. Nas fases seguintes, quando a metabolização de substâncias tóxicas está terminada, a fitotoxicidade diminui e desaparece completamente no final do processo de compostagem, indicando que o composto está estável e maturado. Os ensaios de germinação são um dos métodos mais comuns para determinar a fitotoxicidade (Batista e Batista, 2007). Para Zucconi (1983) a avaliação da fitotoxicidade de um composto deve ser realizada com agrião devido à sua sensibilidade à salinidade. Os níveis de tolerância do agrião à salinidade não estão bem definidos (Shannon and Grieve, 1999), mas sabe-se que o agrião é uma das espécies mais sensíveis e a mais comumente utilizada em bioensaios para análise da fitotoxicidade (Hoekstra et al., 2002). Com base nos efeitos adversos da salinidade e do azoto amoniacal na germinação de sementes e no crescimento vegetal, têm-se desenvolvido diversos testes biológicos como métodos para determinação do grau de maturação dos compostos orgânicos (Zucconi et al., 1981; Wong, 1985). Fundamentalmente, estes testes consistem em incubações, por reduzido período de tempo, de sementes posicionadas em papéis de filtro impregnados com extractos aquosos dos compostos e colocados em placas de Petri incluindo um tratamento testemunha com água sem composto. Se os compostos estiverem bem estabilizados e não apresentarem valores elevados de CE, é natural que os respectivos

extratos aquosos não diminuíam significativamente a germinação em comparação com o tratamento testemunha.

1.4 Objectivos

Este trabalho teve como objectivo a avaliação do processo de compostagem de espécies invasoras lenhosas, nomeadamente de *Acacia longifolia* e *Acacia melanoxylon*, com base na análise das características de amostras dos materiais durante a compostagem. Foram investigadas e monitorizadas características físico-químicas dos materiais e avaliaram-se as taxas de mineralização da matéria orgânica dos compostos ao longo do processo de compostagem, avaliando também se as temperaturas atingidas durante a compostagem permitem a higienização e destruição das sementes das acácias. Para avaliar as taxas de germinação com extratos aquosos do composto procedeu-se à realização biotestes de germinação de sementes de *Lipidium sativum* L. (agrião).

2. METODOLOGIA

2.1 Construção das pilhas e registo das temperaturas

Construíram-se, em Mira – Portugal, duas pilhas de compostagem de formato cónico com volume de 80-100 m³ (8 m de diâmetro na base e 3 m de altura) utilizando *Acacia longifolia* e *Acacia melanoxylon*, trituradas e crivadas (partículas <40 mm), nas proporções de 60% e 40% respectivamente, sendo as restantes espécies residuais. Ambas as pilhas foram assentes numa camada de casca de pinheiro com aproximadamente 30 cm de altura, de forma a impedir a contaminação das mesmas com solo aquando dos revolvimentos. A pilha A foi revolvida aos 28, 56, 84 e 147 dias de compostagem, enquanto a pilha B sofreu revolvimento aos 28 e 147 dias. Foram registadas as temperaturas do centro das pilhas e do ambiente exterior. Utilizaram-se três termístores (tipo ST1, Delta-T Devices) em cada pilha, colocados na base, no centro e no topo das pilhas, e dois no exterior sendo os valores horários registados em cada hora, com base em leituras de minuto em minuto, através de um registador de dados (Delta-T Devices). Os registos horários serviram de base ao cálculo dos valores médios de temperatura do exterior e do interior de cada pilha. Nos seguintes dias de compostagem: 0, 7, 14, 21, 28, 35, 42, 56, 70, 84, 98, 119, 147, 175 e 231, foram recolhidas manualmente 4 amostras da zona central da pilha. Cada amostra foi analisada individualmente.



Figura 2.1 – Pilhas de compostagem A (mais revolvida) e B (menos revolvida) constituídas por *Acacia longifolia* e *Acacia melanoxylon*, assentes em casca de pinheiro. (Fonte: QREN/COMPETE/CEI_13584).

2.2 Preparação da amostra e determinação da humidade

De cada amostra recolhida com aproximadamente 500 g, uma parte (400 g) foi conservada em câmara frigorífica (4°C) e a restante (100 g), para determinação do N mineral, em arca congeladora (-20°C).

Para determinar a percentagem de humidade pesou-se uma amostra fresca (> 30 g) para cápsulas cerâmicas previamente taradas. As cápsulas foram posteriormente colocadas em estufa a 65°C até peso constante. As amostras secas foram retiradas da estufa para arrefecimento até à temperatura ambiente para que fossem novamente pesadas e registados os valores obtidos. Estes valores referentes à matéria seca foram tratados de forma a obter a humidade das mesmas, expressa em percentagem (%).

2.3 Determinação do pH e da condutividade eléctrica

Para determinar o valor de pH e de condutividade eléctrica utilizaram-se extratos na proporção 1:5 (v/v), isto é, 20 cm³ de amostra em 100 mL de água destilada. Os frascos foram agitados durante 1 hora de forma a homogeneizar a solução. Após a filtração, recorreu-se ao potenciómetro (PW 9442 ion selective meter, Philips) e ao condutivímetro eléctrico (Conductimeter 522, Crison Instruments, S.A.) para a determinação do pH e da CE, respectivamente. Os valores foram registados com várias leituras até obter duas leituras iguais consecutivas.

2.4 Determinação do teor de matéria orgânica

A matéria orgânica foi determinada a partir da amostra seca e moída num moinho de precisão (< 1 mm) . Pesou-se uma quantidade de amostra superior a 5 g para cadinhos calcinados e tarados. Para remover a totalidade da humidade que poderia existir, os cadinhos foram colocados em estufa (WTC Binder) a 105°C até peso constante. Posteriormente as amostras sofreram calcinação na mufla (Nabertherm) a 550°C durante 4 horas. Retiraram-se os cadinhos da mufla que foram pesados após arrefecimento num excicador, para impedir que aumentasse o teor de humidade das amostras calcinadas. A MO foi determinada por diferença entre o peso da amostra seca e o peso das cinzas.

2.5 Determinação do teor de azoto Kjeldahl

Para determinar o teor de azoto pelo método de Kjeldahl utilizaram-se amostras secas. Este método englobou três fases: (1) digestão da amostra onde se mineralizou a matéria orgânica com formação de sulfatos de amónio, (2) destilação em que houve a separação da amónia e posterior destilação por arrastamento de vapor e (3) titulação, onde se quantificou a amónia por titulação.

Para determinar cada amostra, pesou-se 0,5 g de amostra para um tubo de digestão, juntamente com 6 pérolas de vidro, 5 g de catalisador Kjeltabs e 20 mL de ácido sulfúrico 95-97%. Os tubos colocados no digestor Kjeldahl (Heating Digester DK20, Velp Scientifica), foram sujeitos a 4 rampas de temperatura (1- 150°C durante 45'; 2- 230°C durante 30'; 3- 270°C durante 60' e 4- 330°C durante 95'). Depois de arrefecidos à temperatura ambiente, procedeu-se à destilação das amostras no destilador Kjeldahl (Semi Automatic Distillation Unit UDK 139, Velp Scientifica), utilizando hidróxido de sódio a 40% e água destilada nas proporções de 100 e 30 mL, respectivamente, sendo o tempo de destilação 5 minutos e a intensidade de vapor de 80%. O destilado foi recolhido em balão de erlenmeyer juntamente com ácido bórico 4% e indicador vegetal (para 100 mL de indicador pesaram-se 0,66 g de vermelho de metilo e 0,33 g de verde de bromocresol). Como titulante utilizou-se o ácido clorídrico 0,1 N, registando-se o volume gasto na titulação do branco e das amostras.

2.6 Determinação do azoto nítrico

Para determinar a concentração de nitratos, recorreu-se ao método do salicilato de sódio. Este método baseia-se na formação, em meio ácido e a quente, de iões nitrónio (NO_2^+) que reagem com o salicilato de sódio em meio básico, originando um composto nitrobenzóico de cor amarela.

Pipetaram-se 25 mL de amostra e adicionaram-se 0,5 mL de salicilato de sódio. O volume foi reduzido até à secura, a 105°C, para que o ião nitrato se reduzisse a ião nitrónio. Posteriormente adicionou-se 0,5 mL de ácido sulfúrico concentrado e aguardou-se 10 minutos para acrescentar 25 mL de água destilada. O volume foi transferido para balões volumétricos de 50 mL. Para que ocorresse o desenvolvimento de cor (amarela) foram pipetados 3,5 mL de solução de hidróxido de sódio e tartarato de sódio e potássio. Aferiram-se as amostras, sendo determinada a concentração de ião nitrato por leitura

espectrofotométrica (ThermoScientific Evolution 605, UV-Visible Spectrophotometer) a 420 nm expressa em mg/L.

2.7 Determinação da razão C/N

A razão C/N resultou da razão entre o carbono e o azoto total. O teor de carbono das amostras foi calculado pela razão entre o teor de matéria orgânica e o factor 1,8 (Gonçalves e Baptista, 2001). O teor de N total foi calculado pelo somatório do N Kjeldahl com N nítrico.

2.8 Perdas de massa, de matéria orgânica e de azoto

As perdas de massa foram estimadas através das cinzas iniciais (X_1) e finais (X_2), de cada período de compostagem, expressas na Equação 1, de Tang et al., (2007).

$$\text{Massa}_{\text{perdas}} (\text{g kg}^{-1}) = (1 - X_1/X_2) \times 1000 \quad (\text{Equação 1})$$

As perdas e matéria orgânica foram estimadas pela Equação 2, em que X_1 e X_2 representam as cinzas (g kg^{-1}) no início e no final de cada período de compostagem, respectivamente (Paredes et al., 2000).

$$\text{MO}_{\text{perdas}} (\text{g kg}^{-1}) = 1000 - 1000 [X_1 (1000 - X_2)]/[X_2 (1000 - X_1)] \quad (\text{Equação 2})$$

As perdas de azoto foram calculadas através da Equação 3 em que X_1 e X_2 representam as cinzas (g kg^{-1}) iniciais e finais de cada período de compostagem, respectivamente e N_1 e N_2 o teor de azoto inicial e final também de cada período de compostagem, respectivamente.

$$N_{\text{perdas}} (\text{g kg}^{-1}) = 1000 - 1000[X_1 N_2]/[X_2 N_1] \quad (\text{Equação 3})$$

A mineralização da matéria orgânica durante o período de compostagem foi estimada através perdas de matéria orgânica e obedeceu a uma cinética de 2ª ordem, descrita na Equação 4 (adaptada do modelo da mineralização do N de Molina et al., 1980). MO_m representa a matéria orgânica (g kg^{-1}) mineralizada no tempo t (dias), MO_1 e MO_2 representam a matéria orgânica potencialmente mineralizada e, k_1 e k_2 são as respectivas taxas de mineralização (dia^{-1}).

$$\text{MO}_m (\text{g kg}^{-1}) = \text{MO}_1 [1 - \exp(-k_1 t)] + \text{MO}_2 [1 - \exp(-k_2 t)] \quad (\text{Equação 4})$$

2.9 Biotestes de germinação de sementes

Para realizar os biotestes de germinação, recorreu-se à utilização de sementes de agrião (*Lipidium sativum* L.) colocadas a germinar em extratos aquosos com 0%, 10%, 20%, 30% e 40% (v/v) de composto. A realização de biotestes nos dias 119 e 231 do processo de compostagem visou avaliar a toxicidade do composto para a germinação das sementes mediante a sua taxa de germinação. Os extratos aquosos foram preparados através da agitação mecânica dos resíduos orgânicos, secos e crivados (<5 mm), com água destilada utilizando um agitador rotativo a 200 rpm, durante 3 horas e filtrados posteriormente com papel de filtro Whatman 413. Os valores de pH e da CE foram determinados directamente no extrato filtrado. Os aparelhos utilizados para realizar as determinações analíticas anteriores, foram os mesmos utilizados para determinar o pH e a CE descritos no ponto 2.3. Para determinar a percentagem de germinação, pipetaram-se 3 mL de cada extrato filtrado para papel de filtro (Watman nº 42) colocado em placas de Petri (9 mm de diâmetro) onde se colocaram 40 sementes de agrião. As placas de Petri foram incubadas a 28°C, no escuro. As contagens das sementes germinadas foram efectuadas diariamente.

3. RESULTADOS E DISCUSSÃO

3.1 Temperatura e arejamento

Nas Figuras 3.1 e 3.2 apresenta-se a evolução da temperatura ao longo do tempo de compostagem nas pilhas de compostagem A e B, respectivamente. A fase termófila ($>55^{\circ}\text{C}$) da compostagem em ambas as pilhas, iniciou-se pouco tempo depois da sua construção, prolongando-se até ao 28º dia de compostagem, dia este em que se procedeu ao primeiro revolvimento das pilhas. Durante este período os topos das pilhas A e B atingiram temperaturas superiores a 70°C , podendo verificar-se através das respectivas Figuras que a temperatura do cimo da pilha A foi superior à temperatura do cimo da pilha B. Após o primeiro revolvimento, deu-se uma quebra das temperaturas das duas pilhas devido ao consequente arejamento que promoveu o arrefecimento sendo que, após curto período de tempo, as temperaturas termófilas foram novamente atingidas em ambas as pilhas. Duas semanas após o primeiro revolvimento, a pilha A foi sujeita ao segundo revolvimento verificando-se que o tempo necessário para atingir temperaturas idênticas às registadas anteriormente foi maior, o que pode ser explicado pelo facto de não existir nesta altura tanta matéria orgânica rapidamente biodegradável disponível. Aos 147 dias procedeu-se ao quarto revolvimento da pilha A e ao segundo revolvimento da pilha B. Verificou-se que a temperatura da pilha B aumentou mais rapidamente que a temperatura da pilha A, o que poderá indicar que na pilha B existia mais matéria orgânica rapidamente biodegradável disponível do que na pilha A. Quando se revolve uma pilha, seja semanalmente ou mensalmente, a temperatura decresce e posteriormente volta a aumentar devido ao reinício das reacções aeróbias na matéria orgânica incompletamente decomposta que se encontrava em zonas anaeróbias no interior da pilha ou nas camadas exteriores da pilha, antes de esta ser revolvida (Brito, 2003).

Foram medidas as temperaturas em cima, no meio, e em baixo das duas pilhas. Verificou-se, nas duas pilhas, que as temperaturas da base foram inferiores às registadas no topo o que, segundo Gao (2010), pode ser explicado pelo efeito de arrefecimento evaporativo do ar de entrada, contudo na pilha B, sujeita a menos revolvimentos, as temperaturas da base foram superiores às temperaturas da base da pilha A.

Uma vez que ambas as pilhas estiveram sujeitas a temperaturas elevadas durante um longo período de tempo, isto é, temperaturas superiores a 65°C, é de esperar que microrganismos patogénicos e as sementes de infestantes, incluindo as das acácias, tenham sido destruídos.

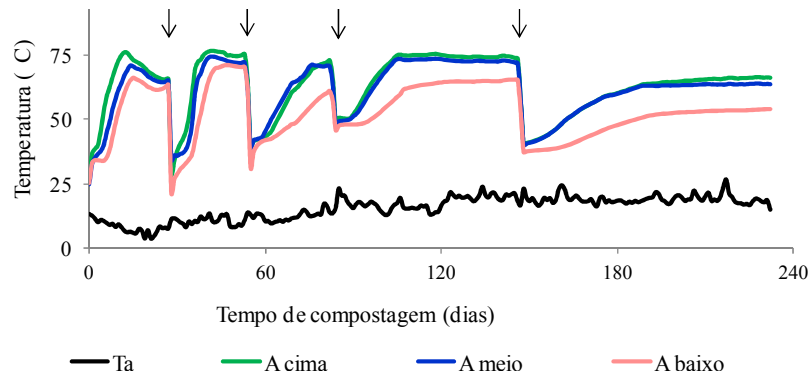


Figura 3.1 - Variação das temperaturas da pilha de compostagem com maior número de revolvimentos (A) ao longo do tempo. As setas indicam os dias dos revolvimentos. (Fonte: QREN/COMPETE/CEI_13584).

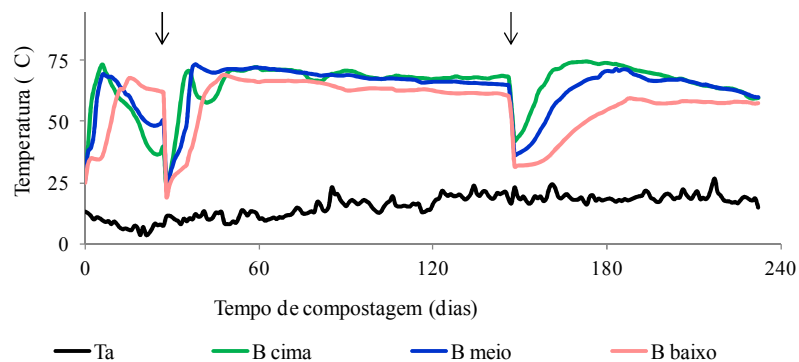


Figura 3.2 - Variação das temperaturas da pilha de compostagem com menor número de revolvimentos (B) ao longo do tempo. As setas indicam os dias dos revolvimentos. (Fonte: QREN/COMPETE/CEI_13584).

3.2 Humidade

O teor de humidade inicial foi de 62%, sendo este considerado um bom valor para iniciar um processo de compostagem (Brito, 2003). A média do teor de humidade de ambas as pilhas ao longo dos 231 dias de compostagem em estudo foi muito idêntica. O valor de humidade mais elevado registado na pilha A foi de 64%, no início da compostagem, e o valor mais baixo foi de 53%, no dia 231. Para a pilha B, o maior valor de humidade foi de 67% (dia 35) e o menor valor determinado foi de 49% (dia 231). A precipitação ocorrida durante os meses de compostagem (Figura 3.4) não resultou num excesso de humidade, uma vez que as elevadas temperaturas que se verificaram no interior da pilha promoveram a evaporação de água. Os valores de humidade que devem ser próximos de 60% (Brito (2010), Batista e Batista (2007), Diaz et al. (2007), Herbets et al. (2005)) foram assegurados pelo equilíbrio entre a evaporação, a precipitação, a água produzida durante a decomposição da MO e as perdas de massa. Um teor de humidade superior a 65% poderá, por um lado, retardar a decomposição e originar maus odores em zonas de anaerobiose localizadas no interior da pilha de compostagem, como também poderá permitir a lixiviação de nutrientes (Brito, 2003), o que não se terá verificado nestas pilhas. Altos teores de humidade contribuem para reter temperaturas elevadas no interior das pilhas de compostagem (Petric et al., 2009), o que pode ser observado através das linhas do gráfico da Figura 3.3, isto é, quando houve revolvimentos das pilhas ocorreu uma diminuição dos teores de humidade porque o arejamento promoveu uma diminuição de temperatura e a própria remoção de humidade.

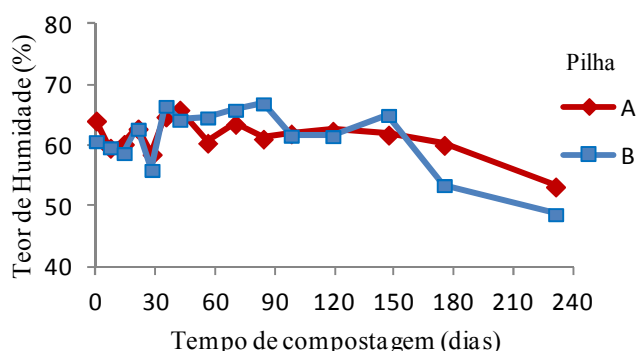


Figura 3.3 - Variação do teor de humidade (%) das pilhas com maior frequência (A) e menor frequência (B) de revolvimento ao longo do tempo de compostagem.

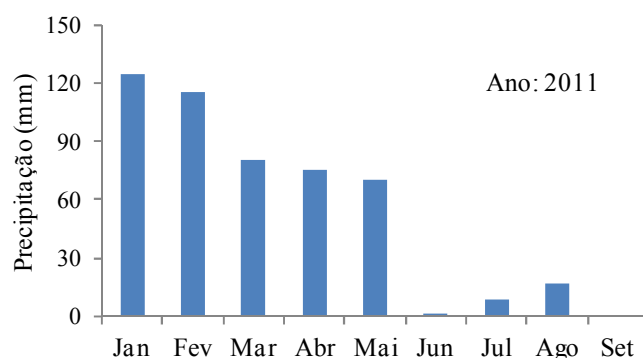


Figura 3.4 – Precipitação (mm) ocorrida durante o tempo de compostagem (meses).

3.3 pH

Os valores de pH registados nos extratos aquosos das pilhas A e B são semelhantes ao longo de todo o tempo de compostagem (Figura 3.4). O valor inicial de pH foi de 5,6. Este foi o valor mais baixo ocorrido ao longo de todo o tempo de compostagem e correspondeu ao dia da montagem das pilhas. Verificou-se que ao fim de 7 dias o pH de ambas as pilhas aumentou para valores de 6,8, na pilha A, e 7,4 na pilha B. Esta subida de pH logo nos primeiros dias deve-se à decomposição dos ácidos gordos e à produção de amónia (Brito, 2003). Os valores de pH seguintes, ao longo de todo o período de compostagem estudado, pouco variaram em ambas as pilhas. O material original que inicialmente apresentava um carácter ácido manteve-se em valores próximos do neutro ou ligeiramente alcalinos. Estes valores de pH não limitam o uso dos compostos como correctivos do solo mas são demasiado elevados para serem utilizados como substratos se não forem misturados com outros materiais com carácter ácido.

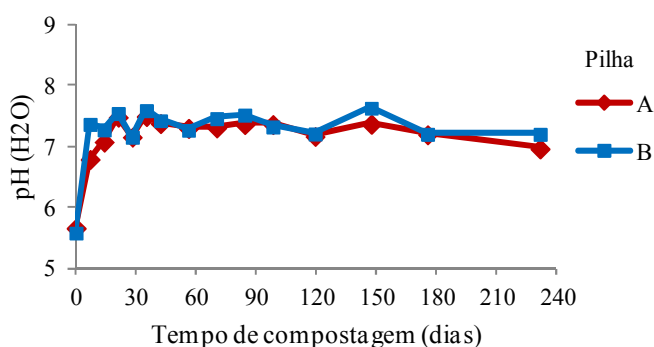


Figura 3.5 - Variação dos valores de pH dos extratos aquosos da pilha mais revolvida (A) e da pilha menos revolvida (B), ao longo do tempo de compostagem.

3.4 Condutividade eléctrica

A CE do material inicial das pilhas de compostagem apresentou um valor de $1,5 \text{ dS m}^{-1}$. Este valor diminuiu após o início da compostagem das pilhas A e B para valores próximos de $1,0 \text{ dS m}^{-1}$. A diminuição dos valores de CE durante a fase mais activa da compostagem, como é o caso, pode ser devida à redução de substâncias solúveis em água e à volatilização da amónia, mas também pode ser devida à precipitação de sais minerais durante o processo de compostagem, como sugere Rashad et al. (2011). A descida dos valores de CE pode ser, também, consequência da lixiviação de sais minerais da pilha de compostagem, mas que neste caso não se terá verificado. Ao longo dos 231 dias de compostagem, as variações de CE foram semelhantes nas pilhas A e B. Com a aproximação do final do estudo, a CE voltou a aumentar para valores de $1,0$ e $1,3 \text{ dS m}^{-1}$ nas pilhas A e B, respectivamente. Este aumento de CE é muito inferior ao valor de 3 dS m^{-1} , referenciado por Soumaré et al. (2002) como valor limite para um compostado. Teores de CE superiores ao valor referido anteriormente são prejudiciais às plantas, uma vez que elevados níveis de sais são fitotóxicos.

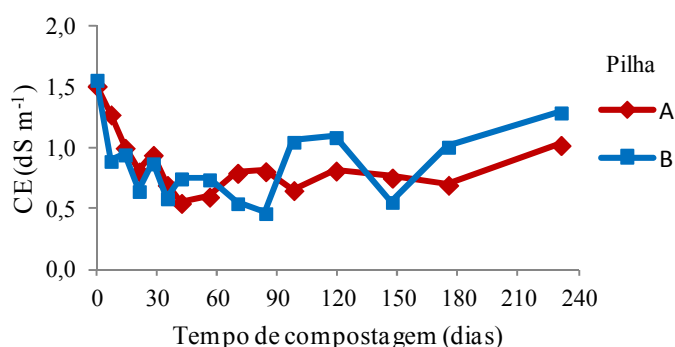


Figura 3.6 - Variação da condutividade eléctrica (dS m^{-1}), nos extratos aquosos das pilhas com maior (A) e menor (B) frequência de revolvimento, ao longo do tempo de compostagem.

3.5 Matéria orgânica

Através da observação da Figura 3.6, verifica-se que houve uma diminuição no teor de MO da matéria seca de ambas as pilhas. O teor de MO inicial do material a partir do qual se compôs as pilhas foi de $852 \text{ g kg}^{-1}\text{ms}$. No final do tempo de compostagem estudado (231 dias) o teor de MO na pilha A foi de $668 \text{ g kg}^{-1}\text{ms}$ e na pilha B de $637 \text{ g kg}^{-1}\text{ms}$. A descida inicial mais acentuada verificada pela tendência das duas curvas, pode sugerir que uma

maior quantidade de MO facilmente biodegradável provocou uma elevada taxa de actividade microbiana. Com a aproximação do final do tempo de compostagem essa diminuição tornou-se menos acentuada uma vez que apenas permaneceram os compostos mais resistentes à degradação.

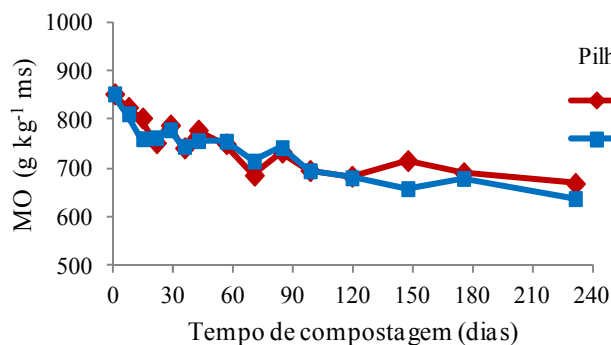


Figura 3.7 - Variação da quantidade de matéria orgânica ($\text{mg kg}^{-1}\text{ms}$), ao longo do tempo de compostagem nas pilhas com maior (A) e menor (B) frequência de revolvimento.

3.6 Azoto Kjeldahl

O teor de N de Kjeldahl (NKj) determinado a partir da MS inicial foi de $9,5 \text{ g kg}^{-1}$, tendo terminado a pilha A com o valor de $11,5 \text{ g kg}^{-1}$ e a pilha B com o valor de $12,3 \text{ g kg}^{-1}$. O aumento do teor de N total ocorre devido a uma menor taxa de perdas de N do que à taxa de perda de MO. Durante a fase mais activa da compostagem (fase termófila), o N mineral encontra-se principalmente na forma amoniacal (NH_3 e NH_4^+) que pode ser perdido sob duas formas, lixiviação (NH_4^+) ou volatilização (NH_3).

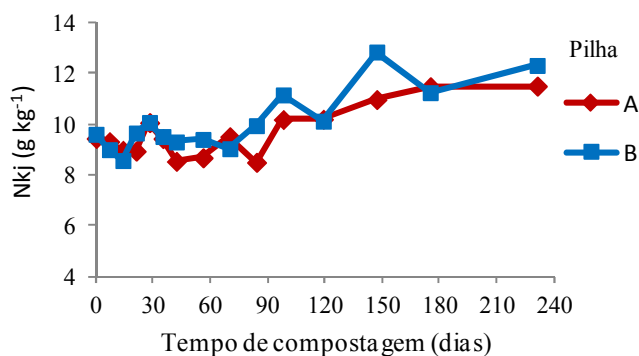


Figura 3.8 - Variação do teor de azoto Kjeldahl (g kg^{-1}) nas pilhas de compostagem com maior (A) e menor (B) frequência de revolvimento, ao longo do tempo de compostagem.

3.7 Azoto nítrico

O teor de N nítrico durante o período de compostagem estudado foi muito reduzido porque as elevadas temperaturas impedem a nitrificação da amónia (Hellmann et al., 1997). Este facto, revela, também, que o composto ainda não estava suficientemente maturado, porque durante a fase de maturação, em que as temperaturas são mais baixas, verifica-se, normalmente, um aumento no teor de N nítrico à medida que diminui o teor de N amoniacal (Brito, 2011).

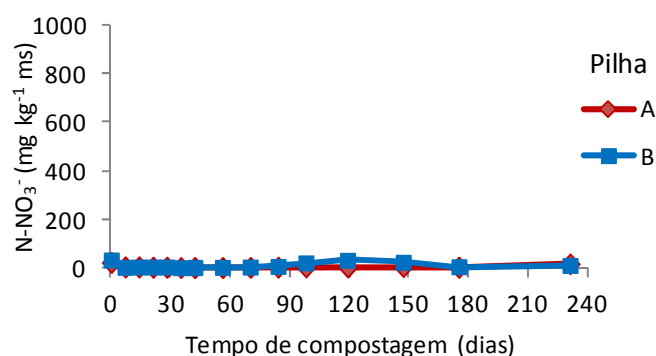


Figura 3.9 - Variação do teor de azoto nítrico ($\text{mg kg}^{-1} \text{ ms}$) na pilha revirada mais frequentemente (A) e na pilha revirada menos frequentemente (B) ao longo do tempo de compostagem.

3.8 Razão C/N

A razão C/N diminuiu de 50 para 32 na pilha A e para 29 na pilha B quando foi atingido o final do tempo de compostagem em estudo (231 dias). Com a evolução do processo de compostagem, a razão C/N tende a diminuir devido às perdas de C mineralizado que é oxidado até à forma de CO_2 , até que estas sejam superiores às perdas de N mineralizado, por volatilização, que pode ser imobilizado temporariamente na massa microbiana (Brito et al., 2009). Uma vez que o processo de compostagem não foi concretizado na totalidade durante os 231 dias, é provável que a razão C/N diminua até ao fim da maturação do composto. Vários autores consideram que uma razão C/N inferior a 20 é indicativa de um grau de maturação aceitável (Poincelot, 1974 e 1975; Cárdenas e Wang, 1980; Golueke, 1981). Os valores da razão C/N obtidos até aos 231 dias de compostagem sugerem que se trata de um material incompletamente decomposto e com elevados teores de lenhina, cuja molécula é de difícil degradação. A presença deste tipo de moléculas dificulta também o ataque microbiano a outras moléculas (Brito, 2011), daí que por vezes o valor da razão

C/N possa ser superior a 20 mesmo numa fase avançada de compostagem (Regan e Jeris, 1970; Jeris e Regan, 1973).

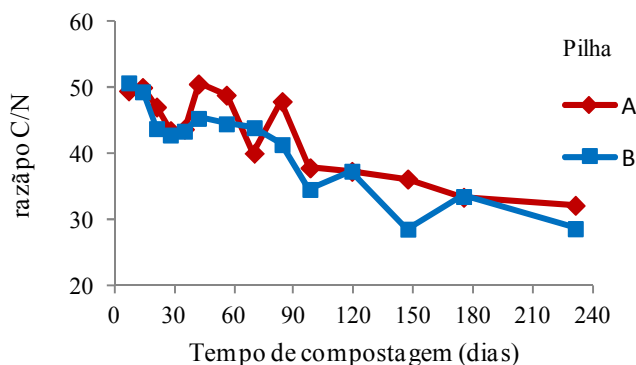


Figura 3.10 - Evolução da razão C/N das pilhas de compostagem com maior (A) e menor (B) frequência de revolvimento ao longo do tempo.

3.9 Perdas de matéria orgânica

As perdas de matéria orgânica foram elevadas em ambas as pilhas. Através das curvas do gráfico da Figura 3.10, é possível verificar que a evolução das perdas de matéria orgânica da pilha A foi muito idêntica à evolução da pilha B. Ao fim dos 231 dias de compostagem perderam-se 649 g kg⁻¹ de MO na pilha A e 694 g kg⁻¹ de MO na pilha B. Estas perdas foram mais acentuadas na primeira fase da compostagem (fase termófila), e reflectem a maior acção dos microrganismos na degradação de compostos mais rapidamente disponibilizados na fase inicial da compostagem. Na segunda fase do processo em que a degradação da MO ocorre mais lentamente, os compostos que permanecem por degradar são mais resistente à decomposição. As taxas de mineralização da pilha A foram superiores às taxas de mineralização da pilha B devido ao maior arejamento resultante do maior número de reviramentos que proporcionou uma maior quantidade de oxigénio disponível aos microrganismos.

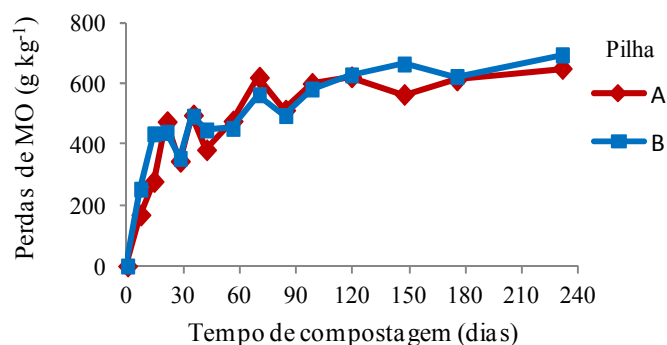


Figura 3.11 - Variação das perdas de matéria orgânica (g kg^{-1}) das pilhas de compostagem mais e menos revolvidas (A e B, respectivamente), ao longo do tempo.

3.10 Perdas de massa

Através da observação do gráfico da Figura 3.11, verifica-se que as perdas de massa foram semelhantes entre as pilhas de compostagem A e B. Nas primeiras semanas as perdas de massa foram maiores e ocorreram mais rapidamente tornando-se mais lentas até serem atingidos os 231 dias de compostagem. Decorrido o tempo de compostagem em estudo, a massa perdida na pilha A foi de 553 g kg^{-1} e na pilha B foi de 591 g kg^{-1} . Estas perdas foram superiores às perdas de massa encontradas por Pereira et al. (1998) para *Acacia longifolia* cuja decomposição no solo foi de 44% após 16,5 meses.

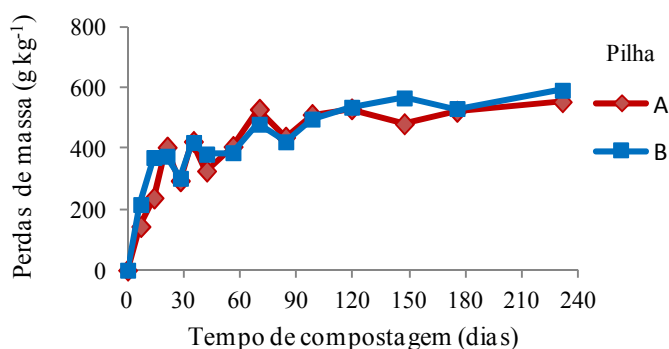


Figura 3.12 - Variação das perdas de massa (g kg^{-1}) das pilhas de compostagem com maior (A) e menor (B) frequência de revolvimento, ao longo do tempo.

3.11 Perdas de azoto

As perdas de N durante o processo de compostagem ocorreram mais intensamente no início do processo de compostagem, ou seja, durante a fase termófila, como também foi constatado por Pagans et al. (2005). O N mineral que se encontra sobretudo na forma

amoniaco, pode ser perdido por lixiviação ou volatilização, como foi já referido no ponto 3.6. Como o teor de nitratos foi muito reduzido, a lixiviação de N nesta forma não terá ocorrido de forma significativa. Outra justificação para ausência de lixiviados poderá ser o teor de humidade insuficiente para que tal ocorresse. As perdas de NH_3 por volatilização poderão ter ocorrido devido ao aumento de pH ou à diminuição da razão C/N. Raviv et al. (2004) concluíram que as maiores perdas de N eram causadas pela volatilização do N. Ao fim de 231 dias, a pilha A apresentou perdas de N de 456 g kg^{-1} e a pilha B teve perdas de 465 g kg^{-1} . Estas diferenças pouco significativas poderão ser justificadas pela pequena diferença entre o número de revolvimentos entre as duas pilhas.

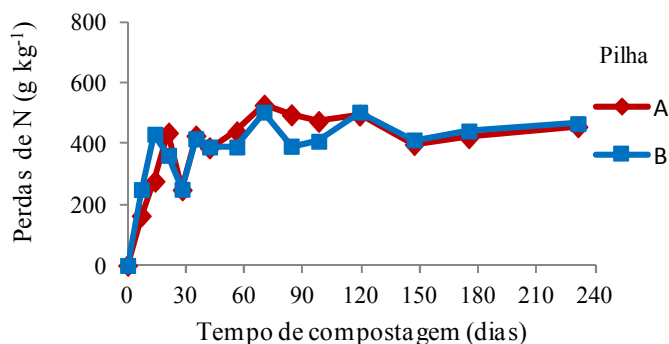


Figura 3.13 - Variação das perdas de azoto (g kg^{-1}) das pilhas de compostagem mais e menos revolvidas (A e B, respectivamente), ao longo do tempo.

3.12 Biotestes

A percentagem de germinação de agrião (Quadro 3.1) foi semelhante entre todos os tratamentos, não diferindo significativamente com o aumento da concentração do composto da acácia no extrato aquoso, excepto entre o tratamento com 40% (v/v) do composto B e o tratamento testemunha (água), no bioteste realizado com os compostos com 119 dias de compostagem.

Os biotestes realizados com os extratos aquosos de doses crescentes de compostos colhidos 119 dias após o início da compostagem revelaram que aparentemente houve uma ligeira diminuição relativa na percentagem de germinação do agrião com a concentração de composto no extrato em relação à germinação do agrião com água (Figura 3.14). Esta aparente diminuição relativa na percentagem de germinação poderá estar associada à ligeira salinidade do composto determinada pela CE.

Quadro 3.1 – Percentagem de germinação de agrião, valor de pH e condutividade eléctrica (CE) dos extratos aquosos de acácia compostada durante 119 e 231 dias, em pilhas com maior (A) e menor (B) frequência de revolvimento.

Extrato	Germinação (%)		pH		CE (dS m ⁻¹)	
	Dia 119	Dia 231	Dia 119	Dia 231	Dia 119	Dia 231
0	91,1	84,1	6,6	6,6	0,0	0,0
A10	87,5	86,9	6,7	7,1	0,5	0,3
A20	88,8	85,6	6,7	6,8	0,9	0,8
A30	81,3	86,3	6,7	7,0	1,4	1,2
A40	84,4	80,0	6,7	7,0	2,0	1,7
B10	87,5	84,4	6,7	7,0	0,7	0,4
B20	83,8	85,0	6,5	7,0	1,2	0,8
B30	83,1	85,6	6,5	7,1	2,1	1,3
B40	80,6	82,5	6,4	6,9	2,9	2,1
MDS	9,6	5,4	0,1	0,3	0,2	0,1

MDS = Menor diferença significativa (P<0,05).

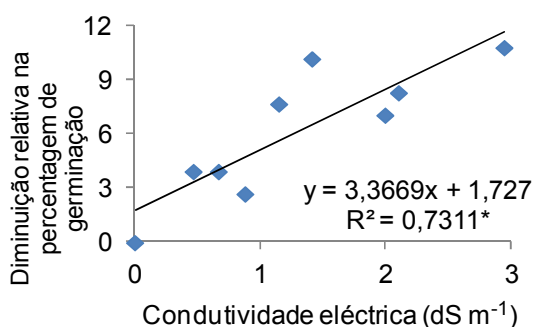


Figura 3. 14 – Diminuição relativa da germinação (%) de sementes com extratos de composto em relação à germinação com água, em função da CE dos extratos aquosos com concentração crescente de composto, 119 dias após o início da compostagem.

Nos biotestes com os compostos colhidos 231 dias após o início da compostagem não se verificaram quaisquer diferenças significativas na germinação entre os diferentes tratamentos com composto e o tratamento controlo, nem qualquer diminuição aparente na percentagem de germinação com o aumento da CE dos extratos aquosos. Os biotestes realizados sugerem que estes compostos não apresentaram efeito fitotóxico nem deverão prejudicar as sementes das culturas, uma vez que não tendo prejudicado o agrião, que é uma das variedades mais comumente utilizada em bioensaios (Hoekstra et al, 2002) devido à sua elevada sensibilidade à salinidade, é de esperar que não prejudiquem outras culturas.

4 CONCLUSÕES

Através deste estudo, verificou-se que as acácias apresentam biodegradabilidade suficiente para serem compostadas. As elevadas temperaturas (termófilas) atingidas logo no início do processo e por um longo período de tempo sugerem que são suficientes para que as sementes de infestantes e microrganismos patogénicos sejam eliminados.

As perdas de matéria orgânica foram mais elevadas do que as perdas de azoto, resultando na diminuição da razão C/N de um valor inicial de 50 para valores finais de 29 – 32.

A compostagem decorreu com elevadas temperaturas durante os 231 dias avaliados não se tendo alcançado um composto ainda bem maturado no final deste período, apesar da maioria da MO ter sido degradada nos dois primeiros meses. Este facto poderá dever-se à composição da acácia, que possui elevados teores de celulose, bem como ao tamanho das partículas utilizadas e à grande dimensão das pilhas de compostagem.

Após a degradação dos ácidos orgânicos e da produção da amónia, o pH aumentou para valores entre 7,0 e 7,6. Estes valores não são limitantes para compostos utilizados como correctivos de solo para a agricultura. No entanto, poderão ser já limitantes para a utilização do composto para componente de substratos hortícolas, os quais devem possuir um valor de pH entre 5 e os 6,5.

Através dos biotestes realizados constatou-se que estes compostos, após 231 dias de compostagem, não apresentaram risco de fitotoxicidade quando utilizados em extratos aquosos até 40% (v/v) (da pilha de compostagem B) na germinação do agrião, tendo nesta concentração apresentado uma ligeira diminuição da percentagem de germinação quando possuía apenas 119 dias de compostagem.

Este estudo sugere que o composto de acácia poderá servir como correctivo orgânico de solo devido ao seu elevado teor de MO e baixa CE apesar de poder necessitar de um período mais prolongado de compostagem e maturação do composto.

5 BIBLIOGRAFIA

Batista, J.G.F. e Batista, E.R.B., 2001. Compostagem – Utilização de Compostos em Horticultura. Universidade dos Açores – CITA – A. Angra do Heroísmo, 256 pp.

Brito, L.M., 2003. Manual de Compostagem. Escola Superior agrária de Ponte de Lima, Instituto Politécnico de Viana do Castelo. 26 pp.

Brito, L.M., 2011. Conservação e recuperação do solo. In: Biotecnologia, ambiente e desenvolvimento sustentável. Eds.: Ferraz, A.I. e Rodrigues, A.C., Publindústria, Edições Técnicas, 197-214.

Brito, L.M., Amaro, A.L. e Fernandes, A.S., 2009. Efeito do arejamento no processo de compostagem da fracção sólida dos chorumes de pecuária leiteira, *Revista de Ciências Agrárias*, 32 (1): 298-311.

Brito, L.M., Amaro, A.L., Mourão, I. e Coutinho, J., 2008. Transformação da matéria orgânica e do azoto durante a compostagem da fracção sólida do chorume bovino. *Revista Brasileira da Ciência do Solo*, 32: 1959-1968.

Brito, L.M., Mourão, I., Trindade, H. e Coutinho, J., 2006. Fate of N during composting of the solid fraction of dairy cattle slurry. In: Schrodde, J.J. and Neeteson, J.J., eds. N management in agrosystems in relation to the water framework directive. Dordrecht, Plant Research International, 136-139.

Cáceres, R., Flotats and X. Marfà, O. 2006. Changes in the chemical and physicochemical properties of the solid fraction of cattle slurry during composting using different aeration strategies. *Waste Manage.* 26: 1081-1091.

Cárdenas, R.R. and Wang, L.K., 1980. Composting process In: *Handbook of Environmental Engineering*, Vol.II. The Human Press, New York: 269-327.

CEN (1999) - European Standards - soil improvers and growing media. European Committee for Standardization.

Chanyasak, V. and Kubota, H., 1981. Carbon/organic nitrogen ratio in water extracts as a measure of composting degradation. *J. Ferment. Technol.* 59(3):210-219.

Diaz, F. De Bertoldi, M., Bidlingmaier and Stentiford, E., 2007. *Compost Science and Technology*. Waste management series 8, Elsevier, 357 pp.

Directiva 92/46/CE do Conselho de 21 de Maio de 1992 relativa ao Plano Sectorial da Rede Natura 2000.

Directiva 1999/31/CE do Conselho de 26 de Abril de 1999 relativa à deposição de resíduos em aterros.

Epstein, E., 2011. Industrial Composting: environmental engineering and facilities management. CRC Press, 315 pp.

Fernandes, P.A.L., 1999. Estudo Comparativo e Avaliação de Diferentes Sistemas de Compostagem de Resíduos Sólidos Urbanos. Dissertação apresentada para a obtenção do grau de Mestre em Engenharia Civil pela Universidade de Coimbra. Faculdade de Ciências e Tecnologia da Universidade de Coimbra, 128 pp.

Finstein, M.S. and Miller, F.C., 1895. Principles of composting leading to maximization of the decomposition rate, odor control and cost effectiveness. In: Composting of agricultural and other wastes. J.K.R. Gasser ed. Elsevier Applied Science. London and N. York, 13-26.

Gao, M., Liang, F. Yu, A., Li, B. and Yang, L., 2010. Evaluation of stability and maturity during forced-aeration composting of chicken manure and sawdust at different C/N ratios. Chemosph. 78: 614-619.

Golueke, C.G., 1981. Principles of biological resource recovery. BioCycle, 22(4):36-40.

Gonçalves, M.S., Baptista, M., 2001. Proposta de regulamentação sobre a qualidade do composto pra utilização na agricultura. Laboratório Químico Agrícola Rebelo da Silva, Lisboa, INIA, MADRP, 14 pp.

Gotaas, H.B., 1956. Composting – Sanitary Disposal and Raclamation of Organic Wastes. World Health Organization, Mono. Ser. No.31.

Haug, R.T., 1980. *Compost Engineering, Principles and Practice*. Technomic Publishing co.inc., Lancaster, USA, 655 pp.

Hellmann, B., Zelles, L., Palojarvi, A. and Bai, Q., 1997. Emission of climate-relevant trace gases and succession of microbial communities during open-windrow composting. Appl.Environ. Microbiol. 63, 3, 1011-1018.

Herbets, R.A., Coelho, C.R. de A., Miletto, L.C. e Mendonça, M.M., 2005. Compostagem de resíduos sólidos orgânicos: aspectos biotecnológicos. Health and Environmental Jornal, v.6, n.1. 10 pp.

Hirai, M.F., Chanyasak, V. and Kubota, H., 1983. A standard measurement from compost maturity. *Biocycle*. (6):54-56.

Hoekstra, N.J., Bosker, T. and Lantinga, E.A., 2001. Effects of cattle dung from farms with different feeding strategies on germination and initial root growth of cress (*Lepidium sativum* L.). *Agric. Ecosyst. Environ.* 93:189-196.

Jeris, J.S., Regan and R.W. 1973. Controlling environmental parameters for optimum composting, Part I. *Compost Science*, 14:10-15.

Kampf, A.N., 2000. Substrato. In: Kampf, A.N. *Produção comercial de plantas ornamentais*. Guaíba, Agropecuária, Brasil.

Marchante, E., Freitas, H. e Marchante, H., 2008. *Guia prático para a identificação de plantas invasoras de Portugal Continental*. Imprensa da Universidade de Coimbra.

Marchante, H.S.D.C., 2001. Invasão dos ecossistemas dunares portugueses por *Acacia*: uma ameaça para a biodiversidade nativa. Dissertação apresentada à Faculdade de Ciências e Tecnologia da Universidade de Coimbra para a obtenção do grau de Mestre em Ecologia. Coimbra, 165 pp.

Molina, J.A.E., Clapp, C.E. and Larson, W.E., 1980. Potentially mineralizable nitrogen in soil: The simple exponential model does not apply for the first 12 weeks of incubation. *Soil Science Soc. Am. J.* 44:442-443.

Oliveira, R.V., 2010. Testes de maturação aplicados a matrizes bioestabilizadas. Dissertação para obtenção do grau de Mestre em Engenharia do Ambiente. Instituto Superior de Agronomia, UTL, Lisboa, 66 pp.

Pagans, E., Barrena, R., Font, X. and Sánchez, A., 2005. Ammonia emissions from the composting of different organic wastes. Dependency on process temperature. *Chemosphere* 62(2006) 1534-1542.

Paredes, C., Roig, A., Bernal, M.P., Sanchez-Monedero, M.A. and Cegarra, J., 2000. Evolution of organic matter and nitrogen during co-composting of olive mill wastewater with solid organic wastes. *Biol. Fert. Soils* 20:222-227.

Pereira A.P., Graca M.A.S. and Molles M. 1998. Leaf litter decomposition in relation to litter physico-chemical properties, fungal biomass, arthropod colonization, and geographical origin of plant species. *Pedobiologia* 42: 316-327.

Petric, I., Sestan, A. and Sestan, I. 2009. Influence of initial moisture content on the composting of poultry manure with wheat straw. *Biosyst. Eng.* 104:125-134.

Poincelot R.P., 1974. A scientific examinatrion of principles and practice of compost. *Compost science*, 15:24-31

Poincelot, R.P, 1975. The biochemistry and methodology of composting. The Connecticut Agricultural Experimental Station, New Haven, Bull, 754 pp.

Raviv, M., Medina, S., Krasnovsky, A. and Ziadna, H., 2004. Organic matter and nitrogen conservation in manure compost of organic agriculture. *Compos. Sci. Util.* 12, 1, 6-10.

Regan, R.W. and Jeris, J.S., 1970. A review of the decomposition of cellulose and refuse. *Compost Science*, 11: 17-20.

Shannon, M.C. and Grieve, C.M., 1999. Tolerance of vegetable crops to salinity. *Sci. Hortic.* 78:5-38.

Soumaré, M., Demeyer, A., Tack, F.M.G. and Verloo, M.G., 2002. . Chemical characteristics of Malian and Belgian solid waste composts. *Bioresour. Technol.* 81: 97-101.

Tang, J.C., Shibata, A., Zhou, Q. and Katayama, A., 2007. Effect of temperature on reaction rate and microbial community in composting of cattle manure with rice straw. *J. Biosci. Bioeng.* 104: 321-328.

Wong, H.M., 1985. Phytotoxicity of refuse compost during the process of maturation. *Environ. Pollut. Ser. A* 37:159-174.

Zucconi, F., 1983. Processi di biostabilizzazione della sostanza organic durante il compostaggio. Tai Simposio Recupero Biológico ed Utilizzazione Agrícola dei Rifiuti Urbani: Napoli 11-14. Oct 83:379-406.

Zucconi, F. and De Bertoldi, M., 1987. Composts specifications for the production and characterization of composts from municipal solid waste. In: De Bertoldi, M; Ferranti, M.P.; L'Hermite, P. e Zucconi, F., eds. *Compost: Quality and use*. London, Elsevier Applied Science, London, 30-50.

Zucconi, F., Forte, M., Monaco, A. and De Bertoldi, M., 1981. Biological evaluation of compost maturity. *Biocycle* 22(2):54-57.

